土壤與作物營養診斷技術應用於氣候變遷下低投入型耕作制度發展

譚增偉[1*]

摘要

本研究主要利用本所農場 68 號田區設立的長期不同耕作制度與肥力監測試驗田，旨在應用土壤與作物營養診斷技術於低投入型耕作制度發展，以因應氣候變遷下耕作制度調適。試驗田土壤屬砂頁岩粘板岩非石灰性混合沖積土，研究顯示：1.長期旱作嚴重影響土壤酸化，水田種植水稻為防止或減緩土壤酸化與維持土壤肥力平衡穩定之自然方法。2.作物殘株處理方式不論是移除、掩埋或焚燒，三者間對土壤有機質含量的影響，差異並不顯著；相反的，三種殘株處理方式均造成土壤中有機質含量呈逐年遞增趨勢。3.完成不同耕作制度下，水土環境親和指標之建立，及其量化影響；如土壤有機質分解與 pH 變化與溫度有關，可作為氣候變遷下溫度變化之影響指標監測；土壤有效性鉀可作為防範旱作水患之臨界濃度為 80 mg/kg。4.灌溉水與土壤中之有效性氮 (銨態氮與硝酸態氮) 含量嚴重影響水稻之 N 管理，包括 N 肥用量、倒伏、穗肥需要與無 N 區產量百分率等；其相關臨界濃度分別為 6 與 30 ppm。5.強酸性土壤施苦土石灰可有效調節改善土壤營養元素之有效態含量，顯著提高水稻、玉米、大豆與小麥產量。6. 土壤質地、土壤有效水份供應 (土層深度) 及土壤 pH 嚴重影響缺水環境下旱作 (小麥、玉米、大豆) 之生育，可為發展旱作適栽區規劃之考量因子。

關鍵詞：耕作制度、連作、輪作、土壤肥力、土壤酸化。

前言

氣候變遷對未來影響以全球溫度上升為主；降雨量在各地變化不一，但趨勢為無雨的旱日天數增加，且破紀錄的降雨量卻不斷出現。氣候是土壤生成的五大重要因子之一，不同的氣溫與降雨也造就不同的生態環境。因此，氣候變遷勢必對土壤環境造成一定程度的衝擊。Pal 在 2009 年的研究指出，氣候會影響土壤生成化育、物理、化學以及生物性質。隨著氣候逐年上升，土壤中的土壤有機質也會遭受分解 (Martin *et al*., 2010; Wan *et al*., 2011)，或是提高土壤中的微生物及土壤酵素活性 (Sowerby *et al*., 2005)。

---

1 行政院農業委員會農業試驗所副研究員 tsengweitan@tari.gov.tw。

* 通訊作者電子信箱：tsengweitan@tari.gov.tw；電話：04-23317413。

土壤中有機質及殘留物，其分解速率受土壤溫度、氧氣及土壤水分的影響。若在水分足夠的情況下，高溫將會提高土壤微生物的活性，有助於有機質分解及微生物的呼吸作用而損失碳 (Hutchunson *et al*., 2007; Martin *et al*., 2010)。降雨也影響有機碳的累積，降雨多的地區植生多，土壤有機碳含量也高。Bottner (2000) 的研究結果也顯示在乾旱地區的土壤，即使溫度上升 2℃，其礦化作用並沒有顯著差異，顯示除溫度外，水分也是一項重要因子。

1. 在氣候變遷中，我國遭遇缺水 (乾旱) 與極端氣候機率大增，如何善用及配合各地區的水土資源，以衡量耕作制度的調整，從糧食增產的角度，發揮其貢獻度而彌補如缺水地區的糧食嚴重減產，甚或達成互補與平衡性，以因應氣候變遷下之整體性糧食生產安全。
2. 各地區考量氣候條件、水資源供應之外，如何發揮土壤特性及配合栽培技術，以調節與適應氣候變遷。
3. 氣候變遷中如溫度增加與水分問題，均可嚴重影響作物之生育與滋長病蟲之發生，如何從土壤、營養與營栽培管理策略及技術著手，減輕其危害程度是為要策。

故本研究目的，應用土壤與作物營養診斷技術於低投入型耕作制度發展以因應氣候變遷下耕作制度調適。

材料與方法

試驗田區平均分割為 4 部分，各部分不同連、輪作區，一年兩期作計：(I)水稻連作，即兩期作均水稻；(II) 一期水稻、二期旱作 (玉米)；(III) 一期旱作 (玉米)、二期水稻；(IV) 旱作連作，即兩期作均為玉米。各部分內之處理均為 3 種：(1) 僅施化學肥料+作物殘體移除；(2) 施化學肥料+作物殘體掩埋；(3) 施化學肥料+作物殘體燒灰。計 2 重複，24 小區，小區面積 10 m × 10 m。水稻採人工插秧，行株距 24 cm × 24 cm；玉米整地播種，行株距 70 cm × 25 cm。前述作物殘體移除，意指作物收穫後，將地上部份之蒿稈移除田區，其中水稻以聯合收割機收穫後，稻草不經切碎直接留於地表，再以人工移除之，但仍保留地上部經收割機收穫後切留稻株之稻草頭 (約 10 cm 長)，而玉米稈則以人工用鐮刀自地表約 10 cm 切下移除之；作物殘體掩埋，意指以聯合收割機收穫水稻後，經切碎之稻草留於地表，玉米稈則以人工用鐮刀切成小段留於地表，二者於整地時再分別以曳引機隨碎土混合而掩施土中；作物殘體燒灰，意指未經切碎之稻草與玉米稈留於地表，乾後點火燒之，整地時再分別以曳引機隨碎土混合而掩施土中。本試驗田完全使用化學肥料；氮肥用硫銨、磷肥用過磷酸鈣，鉀肥用氯化鉀。一、二期水稻三要素用量均為 124 kg N/ha (基肥、一追、二追各 27.7%及穗肥 17%)，140 kg P_2O_5 /ha (100%作基肥)，70 kg K_2O/ha (基肥及一追各 50%)。春、秋作玉米三要

素用量均為 270 kg N/ha (基肥，一追各 50%)，140 kg P_2O_5/ha (100%作基肥)，70 kg K_2O/ha (基肥，一追各 50%)。即玉米之氮肥用量為水稻的 2 倍，磷、鉀用量則相同。每年一、二期作後 (玉米為秋作後) 各小區分別採取表、底土樣本，每期計 48 個土樣。有效性氮 (土壤交換性 NH_4^+、$NO3^-$) 用 2 M KCl 抽出 (水土比 1:10)，再以氮自動分析儀測定；交換性陽離子用中性醋酸銨法，以 ICP 測定鈣、鎂、鉀。

結果

環境親和耕作制度之環境指標建立 (監測) 及其量化指標之影響程度

(一) 土壤與灌溉水之環境親和指標

其中灌溉水部份包括 pH、EC，總氮量與 9 種重金屬元素；土壤則為 pH、EC、有機質、有效性氮、有效性磷、有效性鉀、交換性鈣鎂與重金屬元素等。連續 2 年多監測結果，重金屬並未超過灌溉用水水質標準，唯總 N 量則在各年度月份內均有非連續性出現超過灌溉用水水質標準者 (3.0 mg/L) 如圖 1 所示，此有效性氮 (銨態氮與硝酸態氮)與土壤中之有效性氮含量嚴重影響水稻之 N 管理，包括 N 肥用量與無 N 區產量百分率。本試區，土壤硝酸態 N 在極低等級 (<5 mg/kg) 下，101 與 102 年水稻一期作之無 N 區產量百分率為 37.49%、33.7%，土壤 N 提升至低等級 (<15 mg/kg) 則為 41% (102 年一期作)；101 年二期水稻土壤極低 N 者無 N 區百分率則為 48.2%當土壤 N 提升至低等級則高達 51.9%，均較一期為高，乃因二期作初期溫度有利於土壤之礦化作用釋出有效性氮。在此灌溉水與土壤有效性氮條件下，水稻最高產量之氮需要量為 210 kg/ha，如圖 1。

(二) 耕作制度對土壤 pH 及交換性鈣鎂含量之影響

不同耕作制度間造成土壤 pH、交換性鈣、鎂含量與鈣鎂比呈明顯差異，以水稻連作者最高，且穩定無逐年減少或增加之情形，水旱田輪作者次之，旱作連作者最低並呈逐年減少趨勢，表示不同耕作制度中水田作用對穩定土壤肥力的重要性。更顯示多氮肥之旱作連作，土壤酸化及伴隨之鈣鎂離子淋洗強烈，此時 pH 可從水田連作之 5.8 下降至 3.5，交換性鈣、鎂含量更出現減少至小於 200 與 30 mg/kg 者，並嚴重影響交換性鈣鎂比值，可從水稻連作區的最小比值 6:1 增加至 20:1；影響並及底土。

1. 土壤 pH 變化：

在完全施用化學肥料下，不同耕作制度試驗結果在連續 20 年間不論一、二期作以水稻連作區的 pH 最高，介於 5.4–6.2，平均為 5.8±0.2，且保持穩定狀態沒有逐年升高或下降的趨勢；水旱田輪作，不論一期水田二期旱作或一期旱作二期水田則居中，前者介於 4.1–5.4，平均為 4.9±0.4，平均下降 0.9±0.4，後者介於 4.2–5.6，平均為 5.1±0.35，平均下降 0.7±0.4；旱作連作區者最低，介於 3.5–5.1，平均為 4.3±0.4，平均下降 1.5±0.5，

且在開始的數年間呈逐年快速下降趨勢，此為肥料所導致之土壤酸化，而下降的速度如此之快，則與原土壤為非石灰性，對 pH 的緩衝作用較小有關，致與水田之差異幅度亦擴大，1995 年後旱作連作區硫銨肥料用量減半，致後幾年 pH 保存在一較低範圍稍有回升，並無繼續下降。又對水旱田輪作而言，旱作後的 pH 必較水田後的 pH 為低，旱作後再經種水稻，pH 又上升，但仍較水稻連作區為低，如圖 2。

2. 土壤交換性鈣含量變化：

在連續 20 年間不論一、二期作以水稻連作區 (I) 者最高，1155–1710 mg/kg，平均為 1382±137 mg/kg；水旱田輪作，不論一期水田二期旱作 (II) 或一期旱作二期水田 (III) 則居中，前者介於 611–1110 mg/kg，平均為 883±142 mg/kg，與水稻連作區比較，平均減少 499±175 mg/kg，後者介於 589–1210 mg/kg，平均為 923±174 mg/kg，平均減

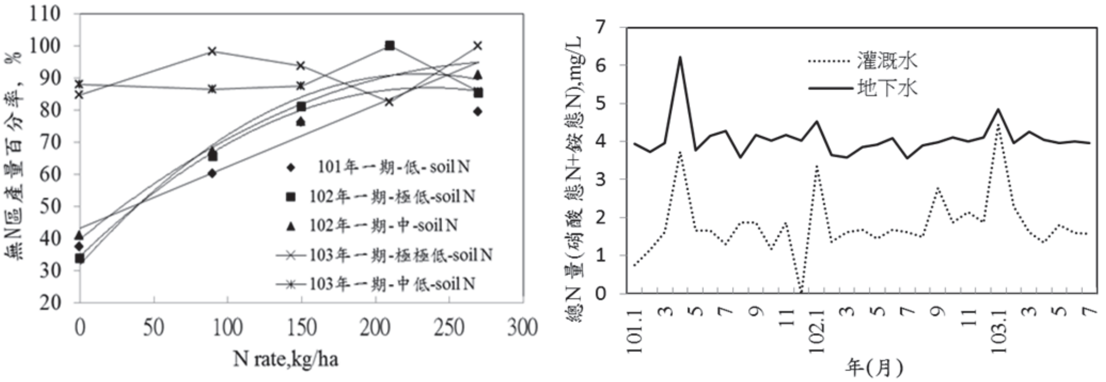

圖 1.氮施用量與無氮區產量百分率之關係及灌溉水與地下水中有效性氮含量分佈。

Fig. 1. The distribution of available nitrogen in irrigation and ground water and relationship between nitrogen applied and % of yield.

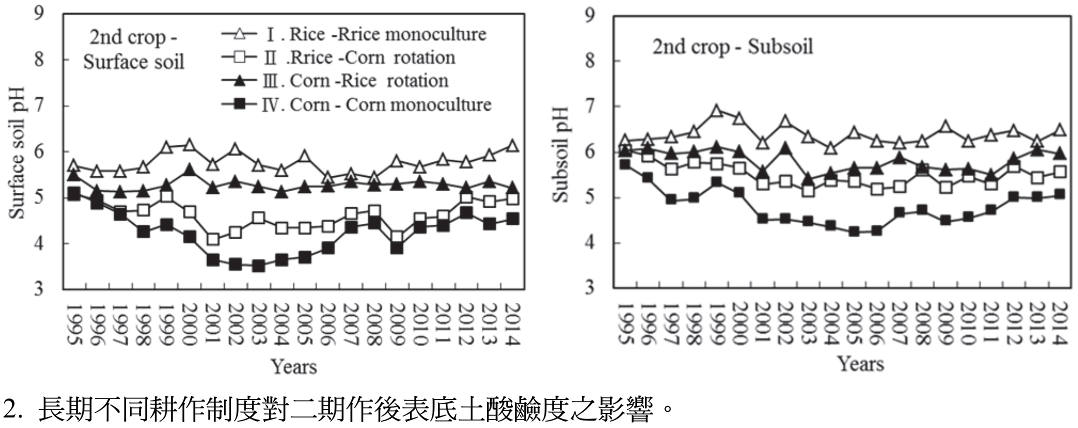

圖 2. 長期不同耕作制度對二期作後表底土酸鹼度之影響。

Fig. 2. Effect of long-term cropping systems on surface and subsoil pH after 2nd crop.

少 459±180 mg/kg；旱作連作區 (IV) 介於 186–850 mg/kg，平均為 469±186 mg/kg，平均減少增至 469±186 mg/kg，且在開始的數年間呈逐年快速下降趨勢。又對水旱田輪作而言，不論一期水田二期旱作或一期旱作二期水田，旱作後的交換性鈣含量在大多數年度均顯示小於水田後之測值，故圖 3 中 II 之測值一期＞二期，III 之二期＞一期及 II 之一期＞III 之一期，III 之二期＞II 二期，此一影響亦及於底土。

3. 土壤交換性鎂含量變化：

本試區土壤在連續 20 年間，表土交換性鎂含量平均為鈣之 13%；不同耕作制度間表土交換性鎂含量一開始即呈明顯差異，在連續 20 年間不論一、二期作以水稻連作區者最高，介於 173–240 mg/kg，平均為 205±15 mg/kg；水旱田輪作，不論一期水田二期旱作或一期旱作二期水田則居中，前者介於 52–162 mg/kg，平均為 110±29 mg/kg，與水稻連作區比較，平均降幅 34.4%，後者介於 54–184 mg/kg，平均為 126±34 mg/kg，與水稻連作區比較，平均降幅 38.5%；旱作連作區者最低，介於 21–100 mg/kg，平均為 47±18 mg/kg，平均降幅增至 70%，且在開始的數年間呈逐年快速下降趨勢，又對水旱田輪作而言，不論一期水田二期旱作或一期旱作二期水田，旱作後的交換性鎂含量如同交換性鈣者明顯低於水田後之測值。至於底土，在連續 20 年間，其交換性鎂含量亦如表土僅及鈣之 14%；長期施用化學肥料的結果，對各耕作制度下交換性鎂含量變化的影響，如同鈣者，亦及於底土，如圖 4。

本長期試驗，土壤酸化過程伴隨鈣鎂離子的的淋洗作用，致不同耕作制度間 pH 與交換性鎂及交換性鈣之分佈及差異性相當一致 (圖 2–4)，致 pH 與交換性鎂、交換性鈣含量間呈明顯直線正相關 (圖 5)，而交換性鈣與交換性鎂間之相關更顯著，此時 Ca 直線之斜率雖遠大於鎂者，但對 Mg 而言尤其在低 pH 時含量已屬極低等級 (Landon 1984)，

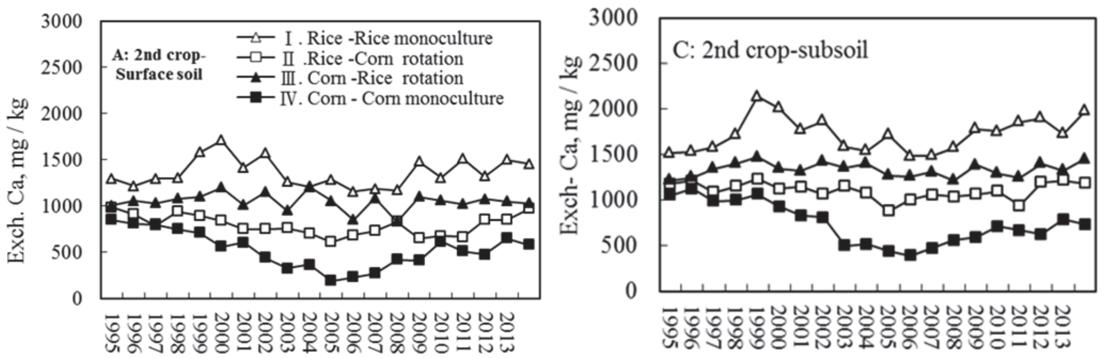

圖 3. 長期不同耕作制度對表底土二期作交換性鈣含量之影響。

Fig. 3. Effect of long-term cropping systems on surface and subsoil exchangeable Ca content after 2nd crop.

而 pH 每下降 0.2 單位，交換性鎂即減少 17 ppm (圖 9-A)，又 Mg 在大多數土壤交換性位置上的吸附力樣比鈣小的多 (Barber 1984)，故在土壤酸化淋洗的過程對鎂的影響不可謂不大。

4. 不同耕作制度下土壤有機質含量變化

不同耕作制度在完全施用化學肥料下，表土有機質含量如圖 6 所示 (二期作後之測值)，剛開始的二期作後測值僅兩期結果而差異極小，其後即差異明顯且擴大，在連續 20 年間以旱作連作區者表土有機質含量最高，介於 15.5–30.0 g/kg，平均為 22.7±4.6 g/kg；水稻連作區者次之，介於 15.4–23.1 g/kg，平均為 19.1±2.5 g/kg，較旱作連作平均減少 3.7±2.4 g/kg；水旱田輪作最低，其中一期旱作二期水田者又較一

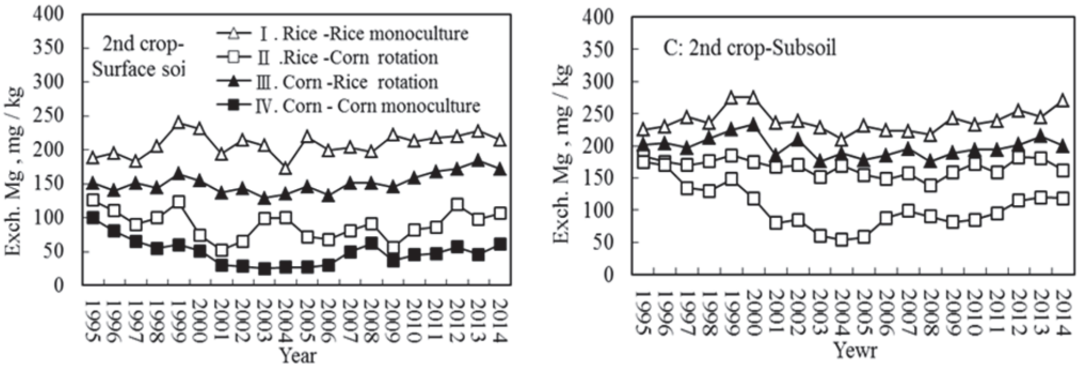

圖 4. 長期不同耕作制度對表底土二期作交換性鎂含量之影響。

Fig. 4. Effect of long-term cropping systems on surface and subsoil exchangeable Mg content after 2nd crop.

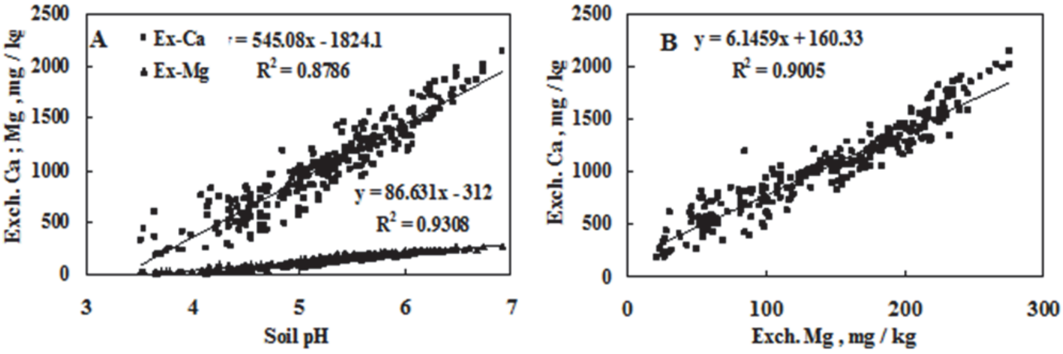

圖 5. 連續 20 年之土壤交換性鈣、鎂含量間及其與土壤酸鹼度的關係。

Fig. 5. Relationship between soil exchangeable Ca、Mg content and soil pH, and between exchangeable Ca and exchangeable Mg during 1987–2006.

期水田二期旱作者略高，前者介於 15.8–21.5 g/kg，平均為 18.1±1.9 g/kg，較水田連作平均減少 1.0±0.9 g/kg；後者介於 13.8–20.7 g/kg，平均為 16.6±2.2 g/kg，較水田連作平均減少 2.4±0.9 g/kg。上述各耕作制度，表土有機質含量隨年度間呈增加趨勢如 6，其中又以旱作連作者最大，則各年度增加之幅度介於 0.4–14.5 g/kg，20 年間平均增加 7.6±4.4 g/kg；水稻連作者次之，各年度增加之幅度介於 0.2–7.7 g/kg，平均增加 3.9±2.4 g/kg；輪作者最低，其中一期旱作二期水田者，各年度增加之幅度介於 -0.1–5.6g/kg，平均增加 2.3±1.8 g/kg；而一期水田二期旱作者增加最小，各年度增加之幅度介於 -0.6–6.3 g/kg，平均增加 2.2±2.1 g/kg。

至於底土有機質含量變化如圖 6 之右，顯示年度間各不同耕作制度之底土有機質含量及其分佈幅度遠不及表土，且在不同耕作制度間並不如表土之差異明顯，其中水稻連作者有機質含量介於 11.1–15.0 g/kg，平均為 13.2±0.9 g/kg；一期水田二期旱作者介於 10.4–13.9 g/kg，平均為 12.6±0.9 g/kg；一期旱作二期水田者介於 10.1–13.2 g/kg，平均為 11.8±0.9 g/kg；旱作連作者介於 11.1–16.7g/kg，平均為 13.6±1.7 g/kg。

(三) 不同作物殘體管理之土壤有機質含量變化

各耕作制度下，作物殘株不同處理方式下土壤有機質含量變化如圖 7，顯然殘株處理之間，不論是移除，掩埋或焚燒，差異趨勢並不明顯，即圖之顯示，並非每個年度均以殘株掩埋者之土壤有機質含量最高，抑或殘株移除者其有機質含量就一定最低，但均隨年度呈增加趨勢。其中水稻連作區 (圖 7)，殘株掩埋、殘株移除、殘株焚燒者其有機質含量分別平均為 19.6±3.1 g/kg、18.8±2.3 g/kg、18.8±3.3 g/kg；旱作連作區

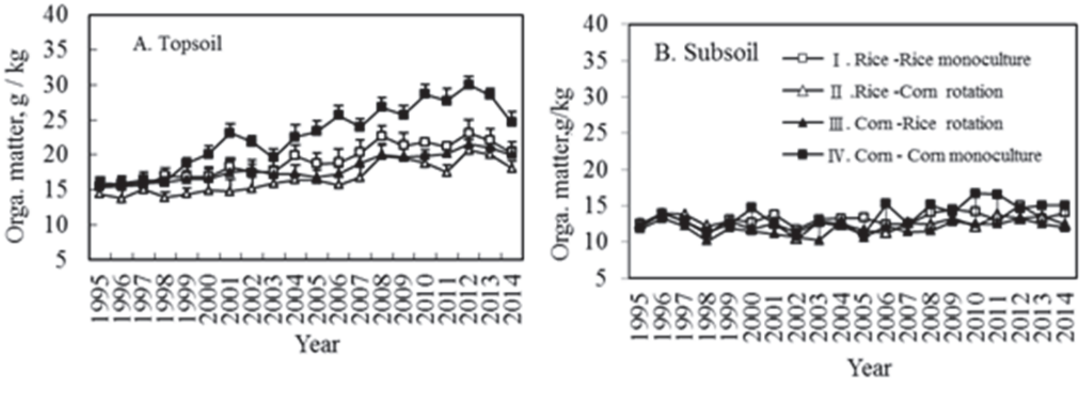

圖 6. 長期不同耕作制度對二期作後表底土有機質含量之影響。

Fig. 6. Effect of long-term cropping systems on content of soil organic matter in topsoil (A) and subsoil (B) tested after the second crop in each year. The experiment was conducted from 1987 to 2006 and, for each year, there were four treatments, including: I. Rice-Rice monoculture; Π. Rice-Corn rotation; Ш. Corn-Rice rotation and Ⅳ. Corn-Corn monoculture.

，殘株掩埋、移除、焚燒者其有機質含量分別平均為 22.8±4.7 g/kg、22.6±4.4 g/kg、22.8±5.2 g/kg；一期水田二期旱作者各為 16.8±3.1 g/kg、16.9±2.7 g/kg、16.2±1.9 g/kg；一期旱作二期水田者則為 18.4±2.0 g/kg、18.0±2.8 g、17.8±3.1 g/kg。此表示 20 年間，各耕作制度間有機質含量雖有差異，但同一耕作系統下之殘株掩埋、移除、焚燒，三者間對有機質含量之影響趨勢不明顯。

在不分耕作制度下，比較各殘株處理方式對土壤有機質含量變化，此時不同殘株處理方式之差異趨勢並不明顯，其中殘株掩埋處理者，20 年間土壤有機質含量介於 15.3–23.5 g/kg，平均為 19.4±2.8 g/kg；殘株移除者有機質含量介於 15.2–23.6 g/kg，平均為 19.1±2.7 g/kg；殘株焚燒者有機質含量介於 14.6–23.5 g/kg，平均為 18.9±2.9 g/kg。三者之差異趨勢雖不一致，但有機質含量均隨年度呈增加趨勢，以 1987 年為基準，殘株掩埋處理者各年度增加之幅度介於 0.3–9.1 g/kg，20 年間平均增加 4.3±2.7 g/kg；殘株移除者各年度增加之幅度介於-0.4–8.0 g/kg，20 年間平均增加 3.7±2.6 g/kg；殘株焚燒者各年度增加之幅度介於-0.4–8.5 g/kg，20 年間平均增加 4.1±2.8 g/kg。換言之，作物殘株處理方式不論是移除、掩埋或焚燒，三者間對土壤有機質含量的影響，差異並不顯著；即使將作物殘株移除或焚燒，並不會恆使土壤有機質含量少於將作物殘株掩埋於土壤中者，亦不會使土壤有機質含量逐年遞減，相反的，三種殘株處理方式均造成土壤中有機質含量呈逐年遞增趨勢。

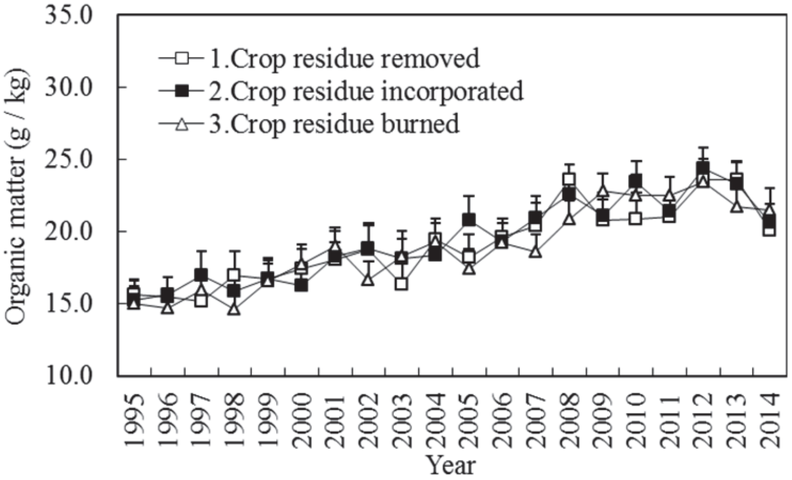

圖 7. 長期作物殘體管理對二期作後表土有機質含量分佈趨勢及差異比較。

Fig. 7. Effects of long-term crop residue managements on content of organic matter in top soil survey each year after the second crop during 1987–2006. The methods for residue management in each year were: crop residue removed, crop residue incorporated in the soil and crop residues burned.

(四) 連輪作下之水稻與玉米產量

水稻產量：長期試驗的 20 年間，在僅施化學肥料下，水稻一、二期作在不同連作、輪作制度下的產量如圖 8 所示；其中水稻連作區，一期作產量介於 4110–6027 kg/ha，平均為 5445 kg/ha±417 kg/ha，二期作產量介於 3533–5570 kg/ha，平均為 4398 kg/ha±490 kg/ha 而恆低於一期作，約為一期作的 72–94%，平均約為 81±7%；水旱田輪作區，一期作產量介於 5343–6800 kg/ha，平均為 6266±354 kg/ha，二期作產量介於 4120–5757 kg/ha，平均為 5214±417 kg/ha 亦恆低於一期作，約為一期作的 76–96%，平均約為 83±6%。。顯然水稻之自耐性極強，可連作而不致減產，雖已連作了 20 年，不論一、二期作並無產量逐年下降趨勢。而在與旱作玉米輪作 (水稻-玉米及玉米-水稻) 的情形下，此時輪作區水稻的產量不論一、二期作均恆較水稻連作區為高，其中輪作區一期作水稻增產最大的年度為 2001 年及 2003 年的 30%，增產最少的為 1988 年的 4%，20 年間平均約增產 16±6%；輪作區二期作水稻增產最大的為 1992 年的 35%，最小的為 1988 年的 2.9%，平均約為 19±9%。此顯示，水稻與旱作輪作時顯著提高了土壤之水稻生產潛力。雖輪作二期產量大於連作二期作，但其產量仍無法超過連作一期作 (圖 8)。

水稻之養分含量：水稻成熟時稻草中巨微量營養要素濃度除鈣外，輪作者明顯高於連作 (表 1)，其中以錳最明顯，輪作為連作的 2.4 倍；其次為氮、磷與銅，達連作的 1.5 倍；再其次為鋅，其濃度亦有連作的 1.3 倍；鐵與鎂最小，至少亦有 10%的增加，顯見輪作有促進水稻對養分吸收的效果，唯鈣之濃度，輪作者僅為連作的 87%，顯示輪作時氮對鈣的吸收有拮抗作用。

玉米產量：連續 20 年的春作及秋作連、輪作玉米產量結果比較如圖 8-B 所示，其中 2000 年以前為飼料玉米台農 351 號，之後則為台農 1 號飼料玉米。顯然，玉米連作障礙極其明顯而嚴重，尤其是台農 351 號品種，前 14 年間春、秋作產量分別從 4260、5240 kg/ha 減產至 2000 年的幾無產量即 95 kg/ha 及 794 kg/ha；而輪作產量雖明顯高於連作，但產量亦呈下降趨勢，唯下降速率不如連作者嚴重 (圖 8-B)，此表示在水旱田輪作下，與玉米連作相比，輪作區雖然產量較高，但因輪作週期較短，仍無法完全除去連作障礙，致不論是水稻－玉米或玉米－水稻之玉米產量仍呈下降趨勢，但與連作不同，在連作幾無產量的年度，輪作區玉米尚有 1000 kg/ha 收穫。玉米連作障礙，產量不佳的情形，並非田間玉米發芽率低，而是發芽後，幼苗生長受阻，約在 30–40 cm 高度即枯萎而死，致造成缺株極其嚴重。2001 年春作開始改種台農 1 號，卻不見連作區出現上述株高 30 cm 即枯死情形，反見植株生長良好，玉米產量則不論連輪作，均可達 4000 kg/ha 以上，完全不顯旱作連作的障礙，或水－旱作輪作週期太短的問題，尤其是改種台農 1 號當年的春作，連作產量達 4243 kg/ha，遠高於前作玉米 (秋作) 僅 794 kg/ha 之產量，甚至並不低於當年輪作之 4251 kg/ha，而與連作下期秋作產量之 4342

kg/ha 者相當；秋作才開始顯現輪作區產量較高。2005 及 2006 年秋作，甚至出現連作產量並不低於輪作的情形。

討論

不論是連作或輪作，均以較長期的觀察與試驗所獲得的資料才有參考價值，尤其在當大氣中臭氧減少與 CO_2 等濃度增加帶予全球環境之變遷與農業的衝擊，更加深了永續土壤資源與農業生產的重要性。最早即關注長期耕作對土壤及作物產量會產生什麼影響者為英國人 John Bennet Lowes，其建立了世界上歷史最悠久之試驗農場，仍有

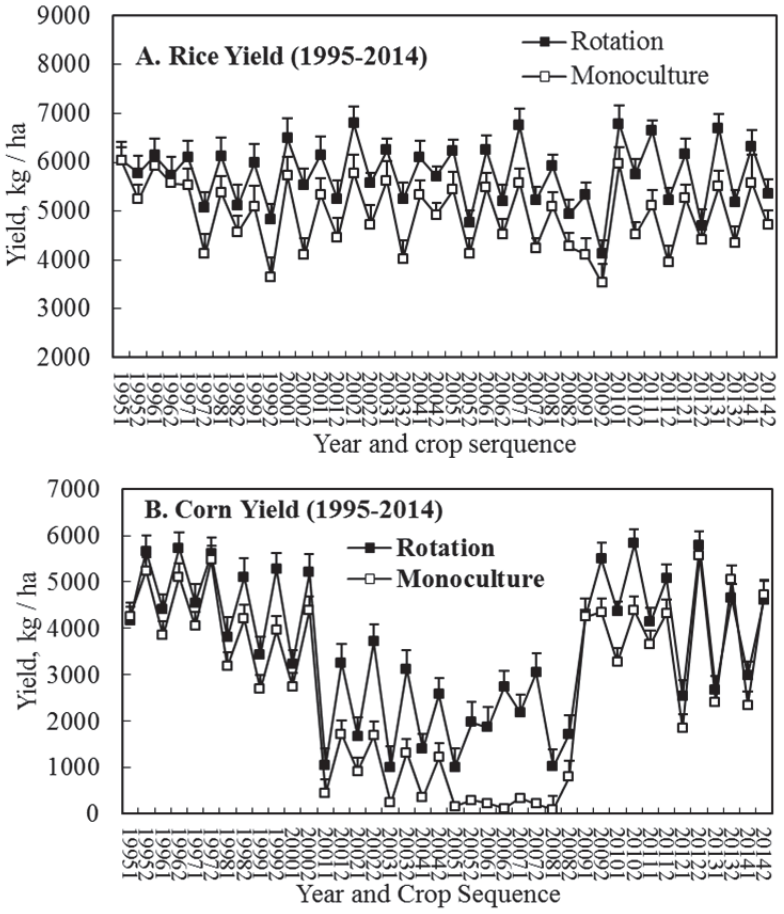

圖 8. 連作與輪作對水稻及玉米連續 20 年間產量之影響。19951、19952 分別表示 1995 年一期作（水稻或春作玉米）及 1995 年二期作（水稻或秋作玉米）。

Fig. 8. Effect of monoculture and crop rotation on yields of rice and corn during 1995-2014. 19951、19952 represent lst crop in 1995 (rice or spring corn) and 2nd crop in 1995 (rice or fall corn), respectively.

多個長期試驗仍在進行 (Jenknson 1991; Blair *et al*. 2006; De Nobili *et al*. 2008)，有的甚至長達 150 年之久。也因此，世界各地仍有許多和土壤環境與作物生產有關的長期田間試驗在進行。(Schwab *et al*. 1990; Campbell *et al*. 1991 Jenknson 1991; Izaurralde *et al*. 1995; Blake *et al*. 1999)，涉及的項目包括耕作制度、連作、輪作、耕犁、有機質與化學肥料，作物殘株利用等問題。

有感於土壤資源永續利的重要，故從 1987 年起於本所設立了長期肥力田間試驗；探討耕作制度對土壤與作物之影響。

水稻係自耐性極強的作物，可連作而不致減產；事實上，世上水稻栽培可連作百餘年而未聞有減產情事者 (Raymundo 1978)。本試驗顯示，水稻在連作的情形下，不論一二期作，產量雖然沒有逐年遞減趨勢，這並不表示連作的障礙不存在，因輪作的產量不論一、二期作恆大於連作 (圖 8-A)，即表示水稻連作障礙是存在的，只是其以較低且非逐年遞減性的產量在一定範圍內浮動，此即為其自耐性，當此障礙一旦除去或減輕，產量即可徒然增加。Chou (1984) 即指出本省水稻第二期作之產量恆低於第一期之部分原因是由於植物相剋作用所引起。雖然如此，本結果輪作二期產量雖高於連作二期作，但仍無法使其產量超過連作一期者 (圖 8-A)，此表示二期作之產量恆低於一期作，還有別的原因如氣候等 (Wu 1979)。

有關輪作之增產效果與影響機制，至少涉及與促進根系活性、減少土壤中毒物質產生與增加某些養分的有效性有關 (Kao *et al*. 1983; Karlen *et al*. 1994; Gupta *et al*. 2007)；本試驗分析收穫期稻草之元素含量，顯示輪作區水稻除鈣外，多量與微量營養要素濃度均明顯高於水稻連作者 (表 1)，此即表示輪作確有促進水稻根系吸收養分效果，唯鈣者相反，輪作者僅為連作的 87%，可能與輪作時水稻根系活性大增，氮吸收能力增加，在氮吸收太多情形下 (稻草中氮含量輪作者為 0.92%，是連作的 1.5 倍，表 4) 反而抑制鈣的吸收有關。

灌溉水栽培期間內，每期作水田 10 公畝中，平均供給約 100 萬公升之灌溉水。灌溉水中成分的濃度雖小，但稻作期間內，從灌溉水供給水田中之無機成分的總量則大，故不可忽視之。我國河川含 Ca、K、SiO_2 平均為 8.8、1.12、19.02 mg/L 則表示一

表 1. 不同耕作制度對水稻藁桿巨微量營養要素含量的影響
Table1. Effect of cropping systems on uptake of macro-and micronutrient in rice straw after harvest

Cropping system	Concentration in rice straw (mg / kg)								
	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu
Rice monoculture	6155±263	577±30	10440±665	3224±127	1572±95	184±7	401±37	31±5	4.1±0.8
Rice rotation	9191±438	885±111	12399±490	2807±107	1764±63	202±8	61± 96	40±1	6.5±0.7

季稻作中，對 10 公畝水田，灌溉水可供給碳酸鈣 22 Kg，氯化鉀 23 Kg 及矽酸約 19 Kg，仍可維持相當高的收量，且這收量通常比旱田者為高。這是因於灌溉水可供給多量的天然養分之故。

一般灌溉水如濁水溪流域可補充鈣、鎂等鹼性成分，種植水稻不但可藉帶豐富之灌溉水而補充多量鹼性成分，且因土壤在浸水狀態下受還原作用之影響而消耗 H^+ (Garrison Sposito 1989)，故水田種植水稻為防止或減緩土壤酸化之自然方法。

土壤酸化過程伴隨鈣鎂離子的的淋洗作用，致不同耕作制度間 pH 與交換性鎂及交換性鈣之差異性相當一致，即 pH 與交換性鎂、交換性鈣含量間呈明顯直線正相關而交換性鈣與交換性鎂間更呈極明顯直線正相關 (R^2 =0.7762)。而 pH 每下降 0.2 單位，交換性鈣即減少 25 ppm，又 Mg 在大多數土壤交換性位置上的吸附力樣比鈣小的多 (Barber 1984)，故在土壤酸化淋洗的過程對鎂的影響不可謂不大。

由於水稻兩個期作歷經之溫度分佈不同，本調查一期作由低溫至高溫，二期作則由高溫至低溫，其中一期作之平均溫度較高，平均為 25.3±0.3 ℃，二期作之平均溫度較低，平均為 21.5±0.57 ℃，恒較一期作平均低 4.4±0.68 ℃，此種差異，有可能一、二期作後土壤有機質含量不同。通常溫度會嚴重影響土壤有機質的分解，自然亦影響有機質含量的高低，及地區性、季節性的差異分佈 (Tanaka 1978; Spoisito 1989; Spoisito and Zabel 2003; Yadvinder-Singh *et al*. 2004; Hartemink 2006)，即使是少量的溫度變化，亦足以影響土壤中有機質的生化反應 (Karlen *et al*. 1994)。

綜合以上討論本研究

1. 長期旱作嚴重影響土壤酸化，水田種植水稻為防止或減緩土壤酸化與維持土壤肥力平衡穩定之自然方法。
2. 作物殘株處理方式不論是移除、掩埋或焚燒，三者間對土壤有機質含量的影響，差異並不顯著；相反的，三種殘株處理方式均造成土壤中有機質含量呈逐年遞增趨勢。
3. 完成不同耕作制度下，水土環境親和指標之建立，及其量化影響；如土壤有機質分解與 pH 變化與溫度有關，可作為氣候變遷下溫度變化之影響指標監測；土壤有效性鉀可作為防範旱作水患之臨界濃度為 80 mg/kg。
4. 灌溉水與土壤中之有效性氮 (銨態氮與硝酸態氮) 含量嚴重影響水稻之 N 管理，包括 N 肥用量、倒伏、穗肥需要與無 N 區產量百分率等；其相關臨界濃度分別為 6 與 30 ppm。5.強酸性土壤施苦土石灰可有效調節改善土壤營養元素之有效態含量，顯著提高水稻、玉米、大豆與小麥產量。6.土壤質地、土壤有效水份供應 (土層深度) 及土壤 pH 嚴重影響缺水環境下旱作 (小麥、玉米、大豆) 之生育，可為發展旱作適栽區規劃之考量因子。

參考文獻

Barber, S.A. 1984. Chapter 12. Magnesium. p.275–296. in: Soil nutrient Bioavailability. John Wiley & Sons. Inc. 398 pp.

Blake, L., K. W. T. Goulding, C. J. B. Mott, and A. E. Johnston. 1999. Changes in soil chemistry accompanying acidification over move than 100 years under woodland and grass at Rothamsted Experimental Station, UK. Eur. J. Soil Sci. 50:401–412.

Bottner, P., M.M. Couteaux, J. M. Anderson, B Berg, G. Billes, T. Bolger, H. Cassabianca, J. Romanya, and P. Rovira. 2000. Decomposition of C-labelled plant material in a European 65–40 latitudinal transect of coniferous forest soils simulation of climate change by translocation of soils. Soil Biol. Biochem. 32:527–543.

Campbell, C. A., M. Schnitzer, G. P. Lafond, R. P. Zentner, and J. E. Knipfel. 1991. Thirty-year crop rotation and management practices effects on soil and amino nitrogen. Soil Sci. Soc. Am. J.55:739–745.

Chou, C. H.1984. Allelopathy in tropical agroecosystems in Taiwan. In the Proceeding of Sysposium on Tropical Plants. Academia Sinica Monograph Series. 6:29–43.

De Nobili, M., M. Contin, N. Mahieu, E.W. Randall, P. C. Brookes. 2008. Assessment of chemical and biochemical stabilization of organic C in soils from the long-term experiments at Rothamsted (UK). Waste Manage. 28:723–733.

Hartemink, A. E. 2006. Assessing soil fertility decline in the tropics using soil chemical data. Adv. Agron. 89:179–225.

Hutchunson, J. J., C. A. Campbell, and R. L. Desjardins. 2007. Some perspectives on carbon sequestration in agriculture in agriculture. Agr. Forest Meteorol.142:288–302.

Ju, X., and G. Cheng.2009. Climate change effects on soil carbon dynamics and greenhouse gas emissions in Abies fabric forest of subalpine, southwest China. Soil Biol. Biochem. 41:1015–1021.

Pal, D. K., T. Bhattacharyya, P. Chandran, S. K. Pay, P. L. A. Satyavathi, S.L. Durge, P. Raja, and U..K. Maurya.2009. Vertisols (cracking clay soils) in a climosequence of Peninsular India: Evidence for Holocence climate changes. Quatern. Int. 209:6–21.

Izaurralde, R. C., Y. Feng, J. A. Robertson, W. B. McGill, N. G. Juma, and B. M. Olson. 1995. Long-term influence of cropping systems, tillage methods, and N sources on nitrate leaching. Can. J. Soil Sci, 75:497–505.

Jenknson, D. S. 1991. The Rothamsted long-term experiments: Are they still of use? Agron. J. 83:2-10.

Kao, M. M., T. S. C. Wang, W. C. Liu, S. W. Li, and J. J. Shiue.1983. The concept and improvement of the yield decline of monoculture sugarcrne in the TSC farm during the past 30 years. Rep. Taiwan Sugar Res. Inst, 100:25–43. (in Chinese with English summary)

Karlen, D. L., G.. E. Varvel, D. G.. Bullock, and R. M. Cruse. 1994. Crop rotations for the 21st century. Adv. Agron. 53:1–45.

Martin, D., T. Lal, C. B. Sachdev, and J. P. Sharma. 2010. Soil organic carbon storage changes with climate change, landfrom and land use conditions in Garhwal hills of the Indian Himalayan mountails. Agr. Ecosyst. Environ. 138:64–73.

Pathak, H. 2007. Yield and phosphorus transformations in a rice-wheat system with crop residue and phosphorus management. SSSAJ. 11:1500–1507.

Raymundo, M. E.1978.Rice soil of the Philippines. p.115-134. in: Soil & Rice. TRRI. Los Banos. Laguna, Philippines.

Schwab, A. P., C. E. Owensby, and S. Kulyingyong. 1990. Changes in soil chemical properties due to 40 years of fertilization. Soil Sci. 149:35–43.

Sowerby, A., B. Emmett, C. Beier, A. Tietema, J. Penuelas, M. Estiarte, M. J. M. Van Meeteren, S. Hughes, and C. Freeman. 2005. Microbial community changes in heathland soil communities along a geographical gradient: interaction with climate change manipulations. Soil Biol. Biochem. 37:1805–1813.

Sposito, G.. and A. Zabel. 2003. The assessment of soil quality. Geoderma. 114:143–144.

Sposito, G. 1989. Electrochemical phenomena. p.106-126. Soil acidity. p.209–225. in: The chemistry of soils. Oxford University Press, Inc. 277 pp.

Wan, Y., E. Lin, W. Xiong, Y. Li, and L. Guo. 2011. Modeling the impact of climate change on soil organic carbon stock in upland soils in the 21st century in China. Agr. Ecosyst. Environ. 141:23–31.

Wu, H. P. 1979. Influence of climate and locality on rice yield difference between two crop seasons. p.39–48. in the Proceeding of Symposium on the Causes of Low Yield of the Second Crop Rice in Taiwan and the Measures for improvement. National Sci. Council. Pub. Taipei, Taiwan. (in Chinese with English summary.)

Yadvinder,S., B. Singh, J. K. Ladha, C. S. Khind, R. K. Gupa, O. P. Meelu, and E. Pasuquin. 2004. Long-term effects of organic inputs on yield and soil fertility in the rice-wheat rotation. Soil Sci. Am. J. 68:845–853.

Application Technique of Soil and Crop Nutrition Diagnosis on the Low Input Farming Systems Development under Climate Change

Tseng Wei Tan[1]*

Abstract

A long-term experiment was conducted from 1987 to 2014 in a field of noncalcareous sandstone and slate alluvial soil at the experimental farm of Taiwan Agriculture Research Institute, Wufeng, Taichung, Taiwan, to evaluate the effects of cropping systems on soil fertility and farming adjustment with climate changes. In this study, there were four cropping systems including Rice-Rice monoculture; Rice-Corn rotation; Corn-Rice rotation; and Corn-Corn monoculture. Research shows: 1. The prolonged upland cropping seriously affected soil acidification, paddy rice cultivation was the best natural method to prevent or mitigate soil acidification and the maintenance of soil fertility balance and stability. 2. Crop redisues treatment whether removal, incorporation or burning, among the three effects on soil organic matter content, the difference is not significant; on the contrary, three types of stubble soil organic matter content has an increasing trend. 3. Completed establishment of soil and water environment compatible pointer, and quantify impact under different cropping systems, such as soil organic matter decomposition and changes in pH and temperature, can be used as monitoring the effects of temperature changes in the climate change pointer; effectiveness of potassium in soils as a precaution upland flooding critical concentration of 80 mg/kg. 4. Available nitrogen (ammonium nitrogen and nitrate nitrogen) of irrigation water and soil in severely affected n management in rice, including n-fertilizer dosage, lodging, fertilizer needs and percentage yield; its threshold concentration was 6 and 30 ppm. 5. Applying magnesium oxide- lime can improved or regulated the strongly acidic soil on the nutrient content of effective state, and significantly improve the production of rice, corn, soybeans and wheat.6. Soil texture , soil available water supply (soil depth), soil pH with serious impact on water environment in dryland (wheat, corn, soybeans) to produce, are consideration factors for the development of suitable planting in dryland areas.

Keywords: Cropping System, Monoculture, Rotation, Soil Fertility, Soil Acidification.

---

1 Agricultural Chemistry Division, Taiwan Agricultural Research Institute, Council of Agriculture Executive Yuan.

* Corresponding Author, Email: tsengweitan@tari.gov.tw; Tel: 04-23317413.